Incidencia de factores ambientales sobre la localización y efectividad de trampas como método de control de especies invasoras de la familia Colubridae en Ibiza

Jordi TUR-TORRES, Víctor COLOMAR y Samuel PINYA

SHNB

SOCIETAT D'HISTÒRIA NATURAL DE LES BALEARS

Tur-Torres, J., Colomar, V. y Pinya, S. 2018. Incidencia de factores ambientales sobre la localización y efectividad de trampas como método de control de especies invasoras de la familia Colubridae en Ibiza. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears,* 61: 141-152. ISSN 0212-260X. e-ISSN 2444-8192. Palma (Illes Balears).

Durante los meses de agosto y septiembre de 2017 se ha realizado un estudio en la isla de Ibiza cuyo objetivo era evaluar los factores ambientales que engloban a cada una de las trampas para culebras invasoras con el fin de ver cómo influyen sobre el rendimiento de captura y si es posible mejorarlo en futuras campañas modificando su ubicación. Este método de control se inició en el año 2014 para evaluar la distribución y estado de dos poblaciones de ofidios invasores de la familia Colubridae (*Hemorrhois hippocrepis* y *Zamenis scalaris*) así como para conocer aspectos biológicos y llevar un seguimiento de su adaptación en la isla.
Palabras clave: *Factores ambientales; especies invasoras; Hemorrhois hippocrepis; Zamenis scalaris; Ibiza; archipiélago Balear; Islas Pitiusas; mar Mediterráneo.*

INCIDÈNCIA DE FACTORS AMBIENTALS SOBRE LA LOCALITZACIÓ I EFECTIVITAT DE LES TRAMPES COM A MÈTODE DE CONTROL D'ESPÈCIES INVASORES DE LA FAMILIA COLUBRIDAE A EIVISSA. Durant els mesos d'agost i setembre de 2017, s'ha realitzat un estudi a l'illa d'Eivissa amb l'objectiu d'avaluar els factors ambientals que engloben a cadascuna de les trampes per a colúbrids invasors amb la finalitat de veure com influeixen sobre el rendiment de captura i si és possible millorar-lo en futures campanyes modificant la seva ubicació. Aquest mètode de control es va iniciar l'any 2014 per avaluar la distribució i l'estat de dues poblacions d'ofidis invasors de la família Colubridae (*Hemorrhois hippocrepis* i *Zamenis scalaris*), així com per conèixer aspectes biològics i portar un seguiment de la seva adaptació a l'illa.
Paraules clau: *Factors ambientals; espècies invasores; Hemorrhois hippocrepis; Zamenis scalaris; Eivissa; arxipèlag Balear; Illes Pitiüses; mar Mediterrani.*

INCIDENCE OF ENVIRONMENTAL FACTORS ON THE LOCATION AND EFFECTIVENESS OF TRAPS AS A CONTROL METHOD FOR INVASIVE SPECIES OF THE COLUBRIDAE FAMILY IN IBIZA. During the months of August and September of 2017 a study was carried out on the island of Ibiza, whose objective was to evaluate the environment characteristics that encompass each of the traps for invasive snakes to see how they influence the capture performance and if it is possible to improve it in future campaigns modifying its location. This control method was initiated in 2014 to evaluate the distribution and status of two populations of invasive ophidians of the family Colubridae (*Hemorrhois hippocrepis* and *Zamenis scalaris*) as well as to know biological aspects and track their adaptation on the island.
Keywords: *Environmental factors; invasive species; Hemorrhois hippocrepis; Zamenis scalaris; Ibiza; Balearic archipelago; Pitiusas Islands; Mediterranean Sea.*

Jordi TUR-TORRES y Samuel PINYA, Grupo de Ecología Interdisciplinaria. Departamento de Biología. Universidad de las Islas Baleares (UIB), Ctra. Valldemossa km 7.5, 07122-Palma (Islas Baleares). Víctor COLOMAR, Consorcio para la Recuperación de Fauna de las Islas Baleares (Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente y Territorio del Gobierno de las Islas Baleares / Fundación Natura Parc). Carretera de Sineu km 15.4, 07142-Santa Eugènia, Mallorca (Islas Baleares). E-mail de correspondencia: jorgetur8@gmail.com

Recepció del manuscrit: 18-setembre-2018; revisió acceptada: 31-desembre-2018.

Introducción

La introducción y el establecimiento de especies exóticas invasoras es una de las principales amenazas para la biodiversidad a escala mundial (Brooks *et al.*, 2006). Los ofidios son depredadores muy especializados y su llegada a islas y archipiélagos de las que no son originarios puede determinar la extinción potencial de especies endémicas (Rodda *et al*., 2002). Hace poco más de cuatro mil años la isla de Ibiza, así como el resto de las islas del archipiélago Balear, estaban exentas de ofidios. El archipiélago Balear carece de ofidios autóctonos, de hecho, se han registrado introducciones muy antiguas como las de las culebras de cogulla (*Macroprotodon mauritanicus*) y viperina (*Natrix maura*) en Mallorca y Menorca (Álvarez *et al*., 2010).

En los primeros años del siglo XXI se detectaron las primeras culebras en varias localidades de la Pitiusa mayor (Mateo *et al.*, 2011; Montes *et al.*, 2015). Las primeras citas corresponden al año 2003 donde se avistaron las primeras culebras de escalera (*Zamenis scalaris*), de herradura (*Hemorrhois hippocrepis*) y bastarda (*Malpolon monspessulanus*) (Álvarez *et al.*, 2010; Mateo *et al.*, 2011). La presencia de ofidios en la isla parece estar asociada a la importación de olivos y de otros árboles ornamentales desde la Península Ibérica, así como materiales vegetales como paja o leña (Mateo *et al.*, 2011; Pinya y Carretero, 2011; Montes *et al.*, 2015). Esto convierte a los viveros en auténticas puertas de entrada.

Se alimentan de vertebrados y están acostumbradas al ecosistema mediterráneo, de aquí su fácil adaptación a las Pitiusas. En islas, donde los depredadores son escasos y las presas potenciales son, por lo general, ingenuas (no muestran conductas de defensa ante estos depredadores), este fenómeno resulta especialmente preocupante (Prather y Quammen, 1998; Álvarez *et al.*, 2010). Mallorca y Menorca quedaron rápidamente despobladas de lagartijas (en la actualidad solo los islotes que las rodean tienen poblaciones de *Podarcis lilfordi*), debido a la depredación por parte de los ofidios introducidos (Pleguezuelos *et al.*, 2002; Montes *et al.*, 2015; Silva-Rocha *et al.*, 2015). Así pues, la situación en Ibiza y Formentera sería equiparable, siendo la lagartija endémica (*Podarcis pityusensis*) la población amenazada frente a esta invasión (Tur Torres, 2018).

Frente a esta situación, el Servicio de Protección de Especies (SPE) del Gobierno de las Islas Baleares inició, en colaboración con la Asociación Herpetológica Española (AHE), un proyecto piloto en el año 2014 con el fin de evaluar la distribución y el estado de las poblaciones de ofidios invasores mediante el uso de trampas repartidas por varios núcleos delimitados del territorio pitiuso (Montes *et al.*, 2015). Desde el año 2015, el Consorcio para la Recuperación de Fauna de las Islas Baleares (COFIB) gestiona dicha campaña

control en las Pitiusas. Además, intervienen otras entidades como los Consejos Insulares de Ibiza y Formentera, los Ayuntamientos, el Ministerio de Medio Ambiente, etc. (Tur Torres, 2018).

Los ejemplares capturados en la isla son de gran valor desde el punto de vista de la ecología de la especie. Su estudio nos aporta información sobre parámetros demográficos, reproductores y tróficos de entre otros, que nos permite desarrollar y promover una gestión fundamentada en el conocimiento científico de las poblaciones de serpientes introducidas (Tur Torres, 2018). Actualmente, la distribución y expansión más generalizada por el territorio ibicenco corresponde a la culebra de herradura (*H. hippocrepis*), la cual ya se ha citado en numerosos municipios y cuenta con un mayor número de capturas y avistamientos que los demás ofidios invasores. Dado el nivel de asentamiento de sus poblaciones y la entrada abierta a nuestro territorio, es imposible su erradicación total (Montes *et al.*, 2015).

Este trabajo se ha basado en el análisis de los distintos ambientes que engloban a cada una de las trampas repartidas en distintos núcleos de la isla con el fin de determinar las condiciones en las que se encuentran, además de ver cómo pueden influir en la efectividad de trampeo y el número de capturas totales de ofidios. El objetivo consiste en obtener información que pueda ser útil de cara a la mejora del rendimiento de captura en base a la ubicación de las trampas en el territorio para futuras campañas de control de ofidios en la isla.

Material y métodos

Área de estudio

Ibiza es la tercera isla más grande del archipiélago Balear, ubicada en el Mar Mediterráneo frente a la costa oriental de la Península Ibérica (Fig. 1A). Cuenta con 571 km^2 de superficie y su altura máxima es de 475 metros en Sa Talaia, punto situado en el municipio de Sant Josep. El clima característico es típicamente mediterráneo, dentro de la variedad templado-cálido con veranos secos y calurosos e inviernos templados y poco lluviosos (Gil-Vives y García, 2001). La temperatura media anual de 2017 fue de 18.7ºC, con un mínimo de 2.9ºC (diciembre) y un máximo de 40.1ºC (agosto). La precipitación total fue de 294 mm (Balears Meteo, 2018).

Las trampas se distribuyeron en dieciséis núcleos distintos ubicados en la zona central y noreste insular por parte de los técnicos de campo del COFIB: Can Guasch, Can Marines, Sant Rafel, Sant Llorenç, Sant Mateu, Es Figueral, Camí d'Atzaró, Noahs Garden, Sant Llorenç Nord, Can Curuné, Can Murtera, Riu Sta. Eulària, Cala St. Vicent, Es Canar, Puig den Valls y Sant Joan (Fig. 1B). Aunque la campaña de control de ofidios invasores 2017 se inició la primera semana del mes de marzo y se prolongó hasta mediados de octubre, el registro de las características ambientales se realizó durante los meses de agosto y septiembre. Cada núcleo era revisado semanalmente por un técnico, quien se encargaba de supervisar el estado del ratón (cebo) y, en caso de captura de ofidio, procedía a la eutanasia y posterior etiquetado del ejemplar (Tur Torres, 2018).

Ofidios invasores

Las especies invasoras capturadas fueron: *Hemorrhois hippocrepis* y *Zamenis scalaris*, conocidas comúnmente como culebra de herradura y de escalera respectivamente. La primera cuenta con una distribución propia del Mediterráneo Occidental, mientras que la segunda es más típica de la ibero-occitana. Ambas especies

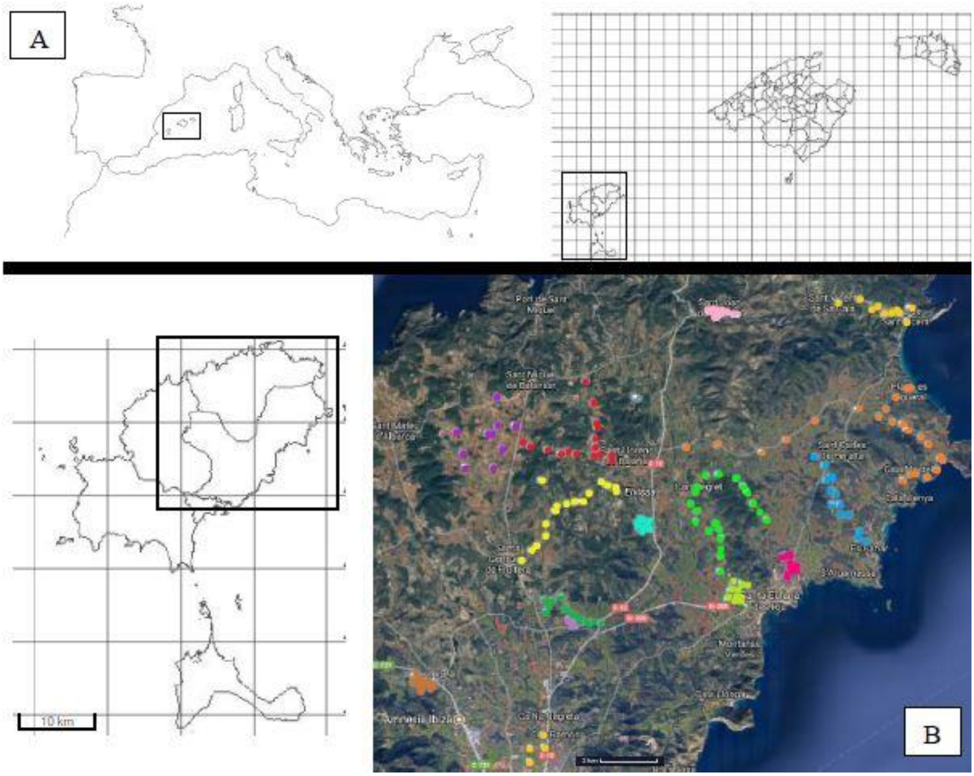


Fig. 1. A) Localización del archipiélago Balear dentro del mar Mediterráneo. Ubicación de la isla de Ibiza dentro del archipiélago de las Islas Baleares. **B)** Distribución de las trampas ubicadas en la isla de Ibiza durante la campaña de control de ofidios 2017: cada color corresponde a un núcleo distinto y cada punto representa la ubicación real de la jaula desde inicios de marzo hasta principios de octubre de 2017.

Fig 1. A) *Location of the Balearic archipelago within the Mediterranean Sea. Ubication of the island of Ibiza within the archipelago of the Balearic Islands.* ***B)*** *Distribution of the traps located on the island of Ibiza during the control campaign of ophidians 2017: each colour corresponds to a different nucleus and each point represents the real location of the cage from the beginning of March until the beginning of October 2017.*

pertenecen a la familia Colubridae, dentro del orden Squamata.

Método de trampeo

Se siguió un método de captura pasiva, mediante el uso de una caja trampa cebada con un ratón (*Mus musculus*) vivo. Las trampas estaban compartimentadas en dos habitáculos separados por una tela metálica, imposibilitando así el acceso de la culebra al ratón y, a su vez, proporcionando una mayor “rentabilidad” del roedor, ya que éste no podía ser ingerido por la culebra. El ratón contaba con suficiente agua y alimento (pienso) para poder mantenerse en óptimas condiciones entre los periodos de revisión. Las jaulas usadas constaban de una única trampilla de tela metàl·lica, colo-



Fig 2. Trampa utilizada para la captura de colúbridos desde 2015.

Fig 2. *Trap used to capture colubrids since 2015.*

cada a modo de puerta basculante hacia la parte interna. La puerta se abría sólo hacia adentro imposibilitando la salida de la culebra una vez estaba dentro. El material usado para la elaboración de la caja trampa fue un tablero marino de 10 mm de grosor y una malla electrosoldada de 5x5 mm. Ambas puertas van sujetas con unas bisagras y un cerrojo, para evitar la fuga del ratón y de las culebras (COFIB, 2016) **(**Fig.2).

Registro de los factores ambientales

El diseño observacional consistió en fijar qué factores ambientales tenían en común las trampas. Así pues, se consideraron relevantes los siguientes parámetros:

a) Presencia o ausencia de torrentes, sistemas de riego y albercas como recursos hídricos.

b) Presencia de paredes de piedra.

c) Presencia de cañas (*Arundo donax*).

d) Presencia de casas, garajes y corrales como edificaciones.

e) Presencia de caminos de tierra y carreteras como infraestructuras viarias.

f) Presencia de cultivos cercanos de aceitunas, naranjas, limones, algarrobas, uvas, aguacates, higos, pimientos rojos (*Capsicum* sp.), tomates (*Lycopersicon esculentum*), sandías (*Citrullus lanatus*) y melones (*Cucumis melo*).

g) Árboles productores de fruto debajo de los que se ubicaba la trampa como algarrobos (*Ceratonia siliqua*), naranjos (*Citrus* sp.), limoneros (*Citrus limon*), higueras (*Ficus carica*), olivos (*Olea europaea*), parras (*Vitis vinifera*) y aguacateros (*Persea americana*).

h) Tipo de descampado en el que se encontraba la jaula (abandonado, labrado y aparcamientos de vehículos).

En caso de presencia de factor ambiental, se establecieron unos intervalos de proximidad respecto a ellos comprendidos entre cero y cinco, de cinco a diez, de diez a veinte y de veinte a treinta metros. Se desestimaron las distancias superiores a los treinta metros. Los datos se recogieron *in situ* durante los meses de agosto y septiembre.

Análisis de resultados

Para su análisis estadístico se utilizó el programa R Versión 1.0.153 (R Core Team, 2017). La muestra abarcó un total de 201 trampas repartidas entre los distintos núcleos del territorio pitiuso.

Para determinar la influencia del factor de estudio según su presencia/ausencia e intervalos de separación respecto a la trampa, se contó con los datos de captura de todas las jaulas a lo largo de la campaña de control de ofidios 2017 concedida por el COFIB. Para obtener el rendimiento de captura por trampa, se dividió el número total de capturas por trampa entre los días de trampeo. Posteriormente se multiplicó por cien para obtener el resultado en forma de porcentaje.

Se determinó si la presencia/ausencia de un factor ambiental influyó sobre la capaci-

Núcleos	**Tasa rendimiento**	**Total Capturas**	**Captura *H. hippocrepis***	**Captura *Z. scalaris***	**Capturas reales totales**	**Días trampeo**
Can Guasch	3.03 ± 2.11 [abc]	6.50 ± 4.60	6.50 ± 4.60	-	78	213
Can Marines	2.86 ± 1.24 [abc]	5.77 ± 2.42	5.77 ± 2.42	-	75	203
Sant Llorenç	3.26 ± 1.68 [abc]	6.53 ± 3.56	4.24 ± 2.99	2.29 ± 2.37	111	200
Sant Mateu	2.06 ± 2.32 [abc]	4.00 ± 4.49	4.00 ± 4.49	-	44	194
Es Figueral	2.79 ± 2.47 [abc]	5.43 ± 4.85	5.43 ± 4.85	-	125	194
Can Murtera	2.60 ± 2.28 [abc]	1.88 ± 1.64	1.88 ± 1.64	-	15	72
Es Canar	1.48 ± 1.75 [abc]	0.92 ± 1.08	0.92 ± 1.08	-	11	62
Noahs Garden	3.94 ± 2.05 [ab]	7.64 ± 3.98	6.09 ± 3.24	1.55 ± 1.81	84	194
Cala St. Vicent	3.80 ± 2.43 [ab]	4.71 ± 3.05	4.71 ± 3.05	-	66	125
Can Curuné	1.19 ± 1.68 [bc]	1.00 ± 1.41	1.00 ± 1.41	-	2	126
Sant Rafel	1.39 ± 1.03 [bc]	2.79 ± 2.04	-	2.79 ± 2.04	39	202
Camí Atzaró	3.95 ± 1.7 [a]	7.67 ± 3.46	7.61 ± 3.42	0.06 ± 0.24	138	194
Riu Sta Eulària	4.00 ± 3.00 [a]	6.65 ± 5.01	6.65 ± 5.01	-	132	167
Puig den Valls	0.91 ± 1.05 [c]	0.50 ± 0.58	0.50 ± 0.58	-	2	55
Sant Llorenç N	1.00 ± 0.99 [c]	1.94 ± 1.91	0.94 ± 1.24	1.00 ± 1.26	31	194
Sant Joan	0.65 ± 1.04 [c]	0.56 ± 0.88	0.56 ± 0.88	-	5	85

Tabla 1. Comparación de las medias y desviaciones típicas ($\bar{X} \pm \sigma$) de las tasas de rendimiento en porcentaje (%), del número total de capturas de ejemplares invasores y de *Hemorrhois hippocrepis* y *Zamenis scalaris* diarios por trampa en función del núcleo desde inicios de marzo hasta mediados de octubre de 2017. Mediante el test de Tukey, se ha indicado el grado de igualdad, semejanza y de diferencia significativa de la tasa de rendimiento por trampa según el núcleo a partir de las letras a, b, c y d.

Table 1. *Comparison of the means and standard deviations ($\bar{X} \pm \sigma$) of the yield rates in percentage (%), of the total number of captures of invading specimens and of Hemorrhois hippocrepis and Zamenis scalaris daily captures per trap according to the nucleus from the beginning of March to mid-October 2017. Through the Tukey test, the degree of equality, similarity and significant difference of the yield rate per trap according to the nucleus has been indicated by the letters a, b, c and d.*

dad de capturar ofidios por parte de la jaula, en cuyo caso se aplicó el test estadístico Chi-cuadrado. Se estudió si existieron diferencias significativas entre las medias de capturas totales en aquellos casos donde encontrábamos trampas que sí presentaban un factor dentro del perímetro de cero a treinta metros y otras que no aplicando el test no paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney (*U test*). También se comprobó si se obtuvieron diferencias significativas de capturas dentro de los cuatro intervalos de distancia comprendidos en el estudio que podían separar la jaula del factor mediante el test estadístico no paramétrico de Krustal-Wallis. Todos los test se realizaron

a un 95% de nivel de confianza (α=0.05). Mediante el test de Tukey, se especificó el grado de igualdad, semejanza y de diferencia significativa entre las distintas tasas de rendimiento (%) de captura de *H. hippocrepis* y *Z. scalaris* diarias por trampa según el núcleo de pertenencia.

Resultados

Existieron diferencias significativas en las tasas de rendimiento (%) de los distintos núcleos (K-W test, $H_{15,185}$=58.79, p<0.001). Camí d'Atzaró y el Río de Santa Eulalia fueron las dos zonas con un mayor rendimiento respecto al resto. Le precedieron otros núcleos tales como Noahs Garden y la Cala de St. Vicent. Puig den Valls y Sant Joan obtuvieron tasas de rendimiento muy bajas respecto al resto (Tabla 1).

El total de capturas de ofidios (*H. hippocrepis* y *Z. scalaris*), difirió significativamente entre los distintos núcleos (K-W test, $H_{15,185}$=82.29, p<0.001). Además, la captura de *H. hippocrepis* fue significativamente distinta entre los núcleos (K-W test, $H_{15,185}$=100.08, p<0.001). Lo mismo sucedió con las capturas de *Z. scalaris* (K-W test, $H_{15,185}$=125.01, p<0.001) (Tabla 1). Camí d'Atzaró, Riu de Sta. Eulària y Can Guasch fueron los puntos de muestreo donde más culebras de herradura se capturaron; mientras que, Sant Rafel y Sant Llorenç para la culebra de escalera (Tabla 1).

Recursos hídricos

La captura de ofidios invasores resultó ser independiente de la presencia de recursos hídricos cercanos en un radio máximo de treinta metros respecto a la trampa (X^2=1.33, α=0.05, p=0.25, n=221). No se observaron diferencias significativas entre la media de capturas totales entre jaulas con recurso hídrico y jaulas sin éste (M-W *U* test, U=4603, p=0.42). Dentro de cada uno de los intervalos estudiados que separaron el recurso hídrico de la jaula, no se obtuvieron diferencias significativas entre las medias de capturas a lo largo de la campaña (K-W test, $H_{2,112}$=0.13, p=0.99). Tampoco se hallaron diferencias significativas de capturas totales de las jaulas según el tipo de recurso hídrico que tuviesen cerca (K-W test, $H_{3,104}$=3.06, p=0.38) (Tabla 2).

Presencia de cañas

La captura de ofidios invasores fue independiente de la presencia de cañas cercanas a la trampa (X^2=2.21, α=0.05, p=0.14, n=201). Destacó la existencia de diferencias significativas entre la media de colúbridos capturados en toda la campaña entre jaulas con cañas cercanas y jaulas sin dicho recurso (M-W *U* test, U=4148, p=0.03). Dentro de cada uno de los intervalos estudiados que separaron la jaula de las cañas, se obtuvieron diferencias significativas entre las medias de captura total de ofidios (ANOVA 1 way, $H_{3,39}$=2.95, p=0.04). Mediante el test post-hoc de Bonferroni, se observó que el par de medias diferentes correspondían a las de los intervalos de cero a cinco y de cinco a diez metros (p=0.03). Entre las medias del resto de intervalos no se hallaron diferencias significativas (p>0.05) (Tabla 2).

Presencia de paredes de piedra

La captura de ofidios invasores fue independiente de la presencia de paredes de piedra cercanas a la trampa (X^2=0.03, α=0.05, p=0.86, n=201). Además, no existieron diferencias significativas entre la media de captura total entre jaulas con paredes de piedra cercanas y jaulas sin éstas (M-W *U* test, U=4141, p=0.13). Dentro de

	Chi-cuadrado test		***Wilcoxon-Mann-Whitney test***		***Krustal-Wallis test***	
Factor	χ^2	***P***	***U***	***P***	***H***	***P***
Recursos hídricos	1.33	0.25	4603	0.42	3.06	0.38
Presencia de cañas	2.21	0.14	4148	0.03	2.95	0.04
Presencia de paredes piedra	0.03	0.86	4141	0.13	2.47	0.48
Presencia de descampado	2.38	0.12	2693	0.03	2.01	0.57
Zonas de bosque maduro	0.23	0.64	3554	0.15	-	-
Árbol productor de fruto	7.76	0.01	3465	<0.00	5.21	0.64
Presencia de campos de cultivo	6.83	0.01	2936	<0.00	1.04	0.79
Infraestructuras viarias	0.04	0.85	2508	0.34	2.63	0.45
Edificaciones	1.36	0.24	4333	0.28	2.14	0.54

Tabla 2. Valor de los estadísticos X^2 (test Chi-cuadrado), U (test Wilcoxon-Mann-Whitney) y H (test Krustal-Wallis) y de sus p-valores (*p*) en función del factor de estudio.
Table 2. *Value of the statistics X^2 (Chi-square test), U (Wilcoxon-Mann-Whitney test) and H (Krustal-Wallis test) and their p-values (p) in function of the study factor.*

cada uno de los intervalos estudiados que separaron la pared de piedra de la jaula, no se obtuvieron diferencias significativas entre las medias de colúbridos capturados a lo largo de la campaña (K-W test, $H_{3,122}$=2.47, *p*=0.48) (Tabla 2).

Presencia de descampados

La captura de ofidios invasores fue independiente de que la trampa se encontrase en un descampado (X^2=2.38, *α*=0.05, *p*=0.12, n=201). Cabe destacar la existencia de diferencias significativas entre las medias de capturas en toda la campaña entre jaulas con presencia de un descampado cercano (mayor número de capturas) respecto a jaulas sin la presencia de dicho factor (menor número de colúbridos atrapados) (M-W *U* test, *U*=2693, *p*=0.03). Dentro de cada uno de los intervalos estudiados que separaron la jaula del descampado, no se hallaron diferencias significativas entre las medias de colúbridos capturados a lo largo de la campaña (K-W test, $H_{3,153}$=2.01, *p*=0.57). Dentro de cada uno de los distintos descampados cercanos a la jaula, no se observaron diferencias significativas entre las medias de ofidios capturados a lo largo de la campaña (K-W test, $H_{2,153}$=0.15, *p*=0.93) (Tabla 2).

Zonas de bosque maduro

La captura de ofidios invasores resultó ser independiente de que la trampa estuviese ubicada en un bosque maduro (X^2=0.23, *α*=0.05, *p*=0.64, n=221). No existieron diferencias significativas entre las medias de capturas totales de jaulas ubicadas en zonas de bosque maduro respecto las que no se localizaban en dichas zonas (M-W *U* test, *U*=3554, *p*=0.15) (Tabla 2).

Árbol productor de fruto

Entre los distintos árboles de fruta debajo de los cuales se pudo encontrar la trampa, no se hallaron diferencias significativas en las capturas totales (K-W test, $H_{7,47}$=5.21, *p*=0.64). Sin embargo, el hecho de que la jaula se ubicase debajo de un árbol de fruta si influyó en las capturas totales de colúbridos (X^2=7.76, *α*=0.05, *p*=0.01, n=201). De hecho, se obtuvieron diferencias significativas entre las medias de capturas totales de jaulas situadas debajo de árboles productores de fruto respecto aquellas en los que se ausentaba dicho factor, con mayor número de capturas en trampas que contaban con dicho parámetro (M-W *U* test, *U*=3465, *p*=0.001) (Tabla 2).

Presencia de campos de cultivo

La presencia de un campo de cultivo cercano a la trampa estuvo asociado a las capturas totales de ofidios (X^2=6.83, *α*=0.05, *p*=0.01, n=201). Se hallaron diferencias significativas en las capturas totales de jaulas que contaban con cultivos cercanos a ellas respecto aquellas que no (M-W *U* test, *U*=2936, *p*<0.001). Sin embargo, no existieron diferencias significativas en las capturas totales según el intervalo de distancia que separaba a la trampa del cultivo más cercano (K-W test, $H_{3,56}$=1.04, *p*=0.79).

Dentro de los distintos tipos de cultivos cercanos a la trampa, no se obtuvieron diferencias significativas en las medias de capturas totales (K-W test, $H_{9,39}$=9.66, *p*=0.38) (Tabla 2).

Infraestructuras viarias

La presencia de infraestructuras viarias como carreteras y caminos de tierra no influyó sobre las capturas totales de las trampas (X^2=0.04, *α*=0.05, *p*=0.85, n=201). Además, no se apreciaron diferencias significativas entre las medias de capturas totales de trampas ubicadas en caminos de tierra y carreteras (M-W *U* test, *U*=2508, *p*=0.34).

Dentro de los distintos intervalos de distancia que separaban las infraestructuras viarias de las trampas, no se obtuvieron diferencias significativas entre las medias de capturas totales (K-W test, $H_{3,133}$=2.63, *p*=0.45) (Tabla 2).

Edificaciones

La presencia de edificaciones como casas, corrales y garajes no influyó sobre las capturas totales de las trampas (X^2=1.36, *α*=0.05, *p*=0.24, n=199). No existieron diferencias significativas entre las medias de capturas totales de aquellas jaulas cercanas a edificaciones respecto a otras sin presencia cercana de éstas (M-W *U* test, *U*=4333, *p*=0.28). Dentro de los distintos intervalos de distancia que separaron las edificaciones de la trampa, no se hallaron diferencias significativas entre las medias de capturas totales (K-W test, $H_{3,76}$=2.14, *p*=0.54) (Tabla 2).

Discusión

La invasión biológica ha aumentado fuertemente durante el siglo pasado, causando un aumento paralelo en la tasa de pérdida de biodiversidad (Brown *et al.*, 2007; Simberloff *et al.*, 2013). La explotación de los recursos terrestres por parte del ser humano es considerado como el factor de mayor responsabilidad de los cambios en la biodiversidad de los ecosistemas terrestres, afectando directamente a la distribución de la fauna y, consecuentemente, a la riqueza de especies (Waltert *et al.*, 2004). En la cuenca Mediterránea, las actividades antropogénicas y la economía agrícola han ejercido un impacto importante sobre el

medio ambiente natural desde el Neolítico y el comienzo de la Edad del Bronce y aún, hoy en día, lo siguen haciendo (Ribeiro *et al.*, 2009).

La importación de olivos y otros árboles ornamentales procedentes del sur de la Península Ibérica por parte de los viveros ha constituido el principal foco de entrada de colúbridos invasores a la isla. Es esencial entender la dinámica actual de este proceso y su posible desarrollo futuro, por lo que la identificación de las vías de origen y colonización, así como la predicción de su expansión, es crucial para desarrollar estrategias de conservación y protección efectivas (Silva-Rocha *et al*., 2015). A pesar de que los reptiles son particularmente sensibles a los cambios de hábitat debido a sus limitaciones fisiológicas y ecológicas (Ribeiro *et al.*, 2009), parece ser que el proceso de adaptación y colonización del territorio ibicenco por ejemplares de *H. hippocrepis* y *Z. scalaris* no ha resultado complicado, ya que están acostumbradas al ecosistema mediterráneo.

Los registros de capturas de los distintos núcleos repartidos por la isla muestran como dichas especies invasoras han conseguido establecerse y dispersarse por el territorio. En este caso, la población de la culebra de herradura predomina sobre la de escalera. Esta última, tan solo ha sido capturada en los núcleos más alejados de la costa como son Sant Rafel, Sant Llorenç y Noahs Garden en mayor proporción y, en menor, es Camí d'Atzaró. Igual que ocurre en el sur Peninsular, donde ocupa todo tipo de matorrales y pinares como medios naturales (Pleguezuelos, 2009), en la Pitiusa mayor se distribuye por zonas de interior que combinan campos de cultivo con ambientes de mayor cobertura y altura de vegetación como son los pinares y sus matorrales, nunca suele alejarse del arbolado. Esporádicamente, entra en las construcciones humanas y núcleos habitados, rurales e incluso urbanos, aunque en mucho menor medida que la culebra de herradura (Pleguezuelos, 2009). Este hecho explica porque la colonización de *H. hippocrepis* por todo el territorio es superior. La culebra de herradura frecuenta espacios abiertos y soleados, condiciones que presenta el núcleo de Es Camí d'Atzaró; terrenos agrícolas, como los del núcleo de Sant Mateu, Sant Llorenç y Es Figueral; formaciones de matorral bajo y galerías de río que puede encontrar fácilmente en el núcleo del Río de Santa Eulalia y otros más cercanos como Can Guasch y Can Marines, próximos a la desembocadura del río. Así pues, no es una coincidencia que los núcleos donde ha habido una mayor captura de ejemplares de este ofidio correspondan a los siete anteriormente citados, ya que presentan las condiciones más apropiadas para el colúbrido. Precisamente han sido la presencia de cañas cercanas a galerías de río y torrentes, de descampados abiertos y soleados y de terrenos agrícolas con variedad de cultivos sembrados los factores ambientales más relevantes significativamente en la captura de ejemplares respecto a los demás factores de estudio. En el sur ibérico, se refugia en muros de piedra, casas, desvanes y se adentra frecuentemente en los núcleos urbanos (Feriche, 2004). En núcleos de interior, caracterizados por ser zonas más secas y ombrívolas en los que predominan pinares maduros y matorrales más densos, la presencia de *H. hippocrepis* ha sido escasa (núcleo de Sant Joan) e incluso nula (núcleo de Sant Rafel).

Por otra parte, cabe destacar el papel esencial que ejerce la campaña de control de ofidios invasores en las Pitiusas, ya que sus acciones ayudan a restringir la

propagación de la invasión, minimizando su impacto y probabilidad de dispersión (Tur Torres, 2018). En este aspecto, su continuidad se hace imprescindible para una correcta gestión del proyecto que se inició en 2014 y que, año tras año, nos aporta información esencial para combatir la invasión de colúbridos en la isla.

Referencias

Álvarez, C., Mateo, J. A., Oliver, J. y Mayol, J. 2010. Los ofidios ibéricos de introducción reciente en las Islas Baleares. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 126-131.

Balears Meteo. 2018. http://balearsmeteo.com

Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D. y Rodrigues, A. S. L. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science (New York, N.Y.)*, *313*(5783): 58-61.

Brotons, L., Wolff, A., Paulus, G. y Martin, J.L. 2005. Effect of adjacent agricultural habitat on the distribution of passerines in natural grasslands. *Biol. Conserv*. 124: 407-414.

Brown, G. P., Shilton, C., Phillips, B. L. y Shine, R. 2007. Invasion, stress, and spinal arthritis in cane toads. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 104*(45): 17698-17700.

Consorcio de Recuperación de Fauna de las Islas Baleares. 2016. *Informe del control de colúbridos invasores, Pitiusas 2016*. Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears. Eivissa. Inèdit.

Feriche, M. 2004. Culebra de herradura - *Hemorrhois hippocrepis* (Linnaeus, 1758). Departamento de Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias Universidad de Granada.

Gil-Vives, L. y García, L. L. 2001. *Plantes vasculars de l'illa de Formentera: quadrats 31S CC57, CC58, CC67, CC68, CC69, CC77 i CC78* (Vol. 11). Institut d'Estudis Catalans.

Mateo, J. A., Ayres, C. y López-Jurado, L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España. Historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española,* 22, 2-42.

Mateo, J. A. 2015. Los anfibios y los reptiles introducidos en Baleares: un repaso a lo que sabemos y un ejemplo de puerta de entrada. *Llibre Verd de Protecció d'Espècies a les Balears*, *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears,* 20: 447-454.

Montes, E. M., Estarellas, J., Ayllón, E., Carretero, M. A., Feriche, M., Hernández, P. L. y Pleguezuelos, J. M. 2015. Dades preliminars del projecte pilot de control de serps a l'illa d'Eivissa. *Llibre Verd de Protecció d'Espècies a les Balears. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears,* 20: 455-464 pp.

Pinya, S. y Carretero, M. A. 2011. The Balearic herpetofauna: A species update and a review on the evidence. *Acta Herpetológica*, 6(1): 59-80.

Pleguezuelos J.M., Márquez R. y Lizana M. 2002. Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Pleguezuelos, J. M. 2009. Culebra de escalera-*Rhinechis scalaris*. *Enciclopedia Virtual de Los Vertebrados Españoles*. 1-15 pp.

Pleguezuelos, J. M., Feriche, M., Reguero, S., y Santos, X. 2010. Patterns of tail breakage in the ladder snake (*Rhinechis scalaris*) reflect differential predation pressure according to body size. *Zoology*, *113*(5), 269-274.

Prather, J. W. y Quammen, D. 1998. Song of the Dodo: Island Biogeography in an Age of Extinction. *The Condor*, *100*(2), 408.

R Core Team 2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Ribeiro, R., Santos, X., Sillero, N., Carretero, M. A., y Llorente, G. A. 2009. Biodiversity and Land uses at a regional scale: Is agriculture the biggest threat for reptile assemblages? *Acta Oecologica*, *35*(2): 327-334.

Rodda, G.H., Fritts, T.H., Campbell III, E.W., Dean-Bradley, K., Perry, G. y Qualls, C.P. 2002. Practical concerns in the eradication of island snakes. 260-265. *In*: Veicht C.R. y Clout, M.N. (ed.), *Turning the Tide: the eradication of invasive species.* Occassional Paper of the IUCN Species Survival Commission 27. Gland.

Silva-Rocha, I., Salvi, D., Sillero, N., Mateo, J. A. y Carretero, M. A. 2015. Snakes on the balearic islands:An invasion tale with implications for native biodiversity conservation. *PLoS ONE*, *10*(4): 1-18.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. y Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*.

Tur Torres, J. 2018. *Ecología de la serpiente blanca, Zamenis scalaris, en la isla de Formentera.* Trabajo de Fin de Grado. Universidad de las Islas Baleares. Inédito.

Waltert, M., Mardiastuti, A. y Muhlenberg, M. 2004. Effects of land use on bird species richness in Sulawesi, Indonesia. *Conserv. Biol*. 18: 1339-1346.